

Aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico padano: una sintesi

Pierluigi Viaroli^{1*}, Francesco Puma², Ireneo Ferrari¹

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Viale G.P. Usberti 11 A - 43100 Parma

² Autorità di bacino del fiume Po, Via Garibaldi 75 - 43100 Parma

* Referente per la corrispondenza: pierluigi.viaroli@unipr.it

Riassunto

Nel XVIII congresso nazionale della Società Italiana di Ecologia è stato organizzato un simposio dedicato all'aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico del Po. Rispetto al quadro di informazioni relative al periodo 1970-1990, si evidenziano le persistenti criticità ambientali e condizioni di degrado che tendono ad aggravarsi per effetto del cambiamento globale e a causa dello sfruttamento intensivo e della crescente impermeabilizzazione dei suoli, delle alterazioni morfologiche e idrologiche del reticolo idrografico, della contaminazione delle acque superficiali, della perdita progressiva delle componenti naturali e dell'aumento del numero delle specie aliene. Sono esaminati anche alcuni progetti ed interventi che si propongono di ripristinare la qualità ecologica degli ecosistemi acquatici del bacino del Po. In questo ambito, stanno emergendo alcune interessanti linee di ricerca sui processi del funzionamento dell'ecosistema fluviale che potranno avere anche positive ricadute su conservazione, ripristino e gestione degli ambienti acquatici.

PAROLE CHIAVE: bacino del Po / conoscenze ecologiche / aggiornamento

The ecological status of the Po river and its watershed: a synthesis.

A symposium on the ecological status of the Po river and its watershed was organised within the 18th congress of the Italian Society of Ecology. Current conditions have been compared with those recorded from 1970 till 1990, highlighting that in the last decade the environmental quality has further deteriorated. Alteration of hydrogeomorphology, water contamination, biodiversity loss along with an increase of alien species are among the main problems. To date, management programmes have been launched, which aim at restoring the main ecological processes and at supporting decision making.

KEYWORDS: Po river and its watershed / ecological knowledge / updating

INTRODUZIONE

Nel 1992, a Milano, in occasione del V congresso della Società Italiana di Ecologia (SItE), si tenne un simposio, promosso da un gruppo di lavoro congiunto SItE - Autorità di bacino del fiume Po, sulle conoscenze ecologiche e sui problemi ambientali del bacino idrografico padano. Furono presentati numerosi contributi di notevole rilievo scientifico ed applicativo sui risultati delle intense attività di ricerca e monitoraggio condotte, su un ampio spettro di discipline, tra la metà degli anni '70 e la fine degli anni '80. Nella pubblicazione degli atti del simposio, per la prima volta, era documentata in modo organico la grave situazione di degrado del reticolo idrografico

del bacino del Po (MARCHETTI, 1993).

Il corpo complessivo di conoscenze di cui oggi disponiamo sul Po è ancora sostanzialmente fermo a quel testo fondamentale o si è al più arricchito di frammentarie ricerche specialistiche. Questo ritardo è tanto più preoccupante e insostenibile se si pensa alla complessità delle sfide aperte dal nuovo millennio su obiettivi ambiziosi di riqualificazione ambientale e al quadro normativo stringente in cui esse si collocano. Il dissesto idrogeologico, cui concorre l'invasività dell'urbanizzazione e delle infrastrutture nel territorio agricolo, l'impoverimento della diversità di specie e paesaggi di pregio naturalistico, gli effetti imponderabili

del cambiamento climatico sono solo alcuni degli ambiti problematici, per altro strettamente interrelati, che richiedono riferimenti solidi sotto profili sia scientifici sia gestionali; e che possono essere affrontati solo attraverso uno sforzo significativo di aggiornamento e di innovazione negli approcci e metodi della ricerca così come negli indirizzi e nelle strategie della pianificazione, ovviamente con forte attenzione alle direttive europee in materia ambientale che si sono susseguite nell'ultimo ventennio. Da queste riflessioni è nata l'idea di tenere a Parma, durante il XVIII congresso SItE, un simposio sul Po, a distanza di sedici anni da quello di Milano, e di pubblicarne poi gli Atti: per propiziare una nuova fase di indagini scientifiche e di esperienze gestionali, ispirate agli sviluppi più recenti della ricerca nelle scienze dell'ambiente e della natura e tese ad obiettivi di riqualificazione integrata del fiume e del suo bacino idrografico.

In questa nota introduttiva al volume degli Atti sono sintetizzati i risultati più rilevanti dei lavori del simposio e, accanto ad una ricognizione del quadro conoscitivo presente, sono prospettate alcune linee di lavoro che appaiono di interesse prioritario. Sono analizzate le relazioni tra le prevalenti tipologie di pressione antropica e lo stato dei corpi idrici in termini di qualità delle acque e di funzionalità ecologica; è richiamata l'importanza degli studi sui sistemi lacustri in area padana ed è sottolineata l'esigenza di passare ad un approccio di analisi e gestione integrata del sistema bacino idrografico-ambienti di transizione-mare; sono trattate infine questioni attinenti alle criticità gestionali più rilevanti e alle linee strategiche di azione per farvi fronte efficacemente, anche in vista del recepimento delle direttive comunitarie.

IL QUADRO DELLE PRESSIONI

Attività antropiche ed usi delle risorse idriche

Il quadro delle pressioni che gravano sul bacino è sostanzialmente simile a quello della fine degli anni '80 del secolo scorso. La popolazione umana è stabile con circa 17 milioni di abitanti residenti nel bacino (Tab. I), ma in presenza di una crescente quanto invasiva occupazione del territorio (DALL'OLIO e CAVALLO, 2009; TIRA e MAZZATA, 2009). L'Osservatorio Nazionale sui Consumi di Suolo (<http://www.inu.it/>) ha stimato tassi di urbanizzazione pari a circa 20 ettari al giorno nelle tre principali regioni del bacino padano (Piemonte, Lombardia ed Emilia-Romagna). Si deve notare che il fenomeno interessa soprattutto le aree di pianura o fondovalle, dove si trovano i suoli più fertili e di maggiore pregio agricolo e le più abbondanti riserve idriche, connesse al reticolo idrografico principale.

Restano elevate le attività agricole e zootecniche,

cui sono associate pressioni rilevanti soprattutto nel territorio di pianura di Piemonte orientale, Emilia e province rivierasche lombarde, dove si concentra la maggior parte del carico animale (Tab. I). La popolazione equivalente è relativamente stabile; i carichi da trattare restano però elevati rispetto alla capacità del sistema depurativo.

L'agricoltura sta subendo profonde modificazioni con un crescente aumento delle monoculture, soprattutto di quelle destinate alla trasformazione industriale. Complessivamente, l'uso intensivo del suolo e la forte densità degli allevamenti sono alla base della diffusa contaminazione da nitrati (GIULIANO, 1995; CINNERELLA *et al.*, 2005, BOTTARIN e TAPPEINER, in questo volume; SOANA *et al.*, in questo volume).

La produzione di energia elettrica con impatti diretti sul sistema fluviale rappresenta una pressione signifi-

Tab. I. Popolazione umana ed animale, popolazione equivalente trattata con depurazione e superficie agricola nel bacino padano (MARCHETTI, 1993; AdBPo, 2006).

	1991	2001	
Popolazione umana residente (x 10 ⁶)	15,8	17,0	
Popolazione animale (x 10 ⁶)	Bovini	4,1	3,1
	Suini	5,2	6,0
	Avicoli	52,0	48,4
Abitanti equivalenti trattati (x 10 ⁶)	17,0	23,5	
Superficie agricola utilizzata (km ²)	32000	30440	

Tab. II. Potenza installata e produzione degli impianti termo- e idroelettrici localizzati nel bacino del Po. È riportata anche la percentuale rispetto al totale nazionale (AdBPo, 2006).

	Potenza efficiente lorda		Potenza lorda 2004	
	10 ³ MW	%	10 ³ GWh	%
Termoelettrico	19,5	31,6	77,0	32,5
Idroelettrico	8,2	47,9	19,6	45,7

Tab. III. Prelievi da acque superficiali (come % del totale prelevato) ed usi delle risorse idriche nel bacino padano (AdBPo, 2006).

	10 ⁹ m ³ yr ⁻¹	Prelievo da acque superficiali (%)
Uso potabile	2,5	20
Uso industriale	1,5	20
Uso irriguo	16,5	83

cativa: nove impianti termoelettrici sono situati lungo il Po o su tributari lombardi per un totale di circa 10000 MW di potenza installata (Tab. II). Gli impianti termoelettrici utilizzano una quantità di acqua per il raffreddamento che varia da 25 a 45 L MW⁻¹ s⁻¹; si può dunque prevedere un effetto termico cumulativo soprattutto dove i siti delle centrali sono molto ravvicinati (es. Sermide e Ostiglia). Rilevante è inoltre la presenza di impianti idroelettrici, soprattutto nei bacini alpini, la maggior parte dei quali accumula acqua con regolazione stagionale (30% dei casi) o annuale (60% dei casi). La regimazione dei corsi d'acqua montani ha effetti a una scala molto più ampia e può determinare modificazioni significative del continuum fluviale anche nel sistema idrografico planiziale (SALMASO *et al.*, in questo volume). Nei tratti immediatamente a valle della restituzione dell'acqua turbinata, si verifica il fenomeno dell'*hydropeaking* che causa profonde modificazioni sia dell'idrogeomorfologia che del biota (CAROLLI *et al.*, in questo volume).

Nel bacino padano è concentrato il 35% della produzione agricola, il 55% della produzione zootecnica e circa il 40% di quella industriale rispetto ai valori nazionali. Si tratta di attività che comportano notevoli prelievi di acqua, soprattutto nel comparto agricolo (Tab. III). In particolare, la domanda è massima nel periodo estivo, quando la disponibilità è minima, per cui frequentemente si verificano situazioni di crisi che sono particolarmente accentuate in anni siccitosi come il 2003 (NALDI *et al.*, in questo volume).

Modificazioni geomorfologiche ed idrologiche

Nel corso dei secoli il tracciato del Po ha subito continue e rilevanti modificazioni morfologiche: diminuzione della lunghezza, abbassamento del fondo, restringimento e variazione della configurazione dell'alveo e delle aree golenali (RINALDI *et al.*, in questo volume).

Quasi tutti gli autori concordano nel ritenere l'escavazione di materiali inerti in alveo la causa principale delle modificazioni che si sono verificate nel secondo dopoguerra, soprattutto tra il 1960 e il 1980 (GOVI e TURITTO, 1993). L'erosione è stata inoltre aggravata dalla costruzione delle opere per la difesa idraulica e per la navigazione. Nei tratti planiziali del Po e dei suoi maggiori tributari si sono verificati abbassamenti di 4-5 m, con picchi fin oltre 10 m, soprattutto negli affluenti emiliani.

Allo sprofondamento dei letti fluviali si è accompagnato un drastico restringimento degli alvei: la larghezza di diversi corsi d'acqua nel corso degli ultimi decenni si è ridotta di oltre il 50 %.

Le profonde modificazioni che si osservano nei corpi idrici planiziali sono in parte dovute anche alle

trasformazioni dei corsi d'acqua montani (MARCHETTI, 1993) e del sistema dei canali della pianura (VIAROLI e BARTOLI, 2009). Non più di cinquant'anni fa, la maggior parte di questi corpi idrici era integrata nel paesaggio rurale ed era protetta da un'ampia fascia laterale selvatica, che si è progressivamente assottigliata, al punto che attualmente quello che rimane è un sistema di canalizzazioni spoglie, rettificata e spesso cementificate.

Nel Po la connettività longitudinale è interrotta in più punti da traverse e sbarramenti: il più importante di questi è certamente quello di Isola Serafini, a monte del quale il fiume presenta la configurazione di un ambiente lacustre, mentre a valle assume la forma di un canyon inciso e profondo. La golena è pensile sia a monte che a valle dello sbarramento, ma è soprattutto a valle che si osserva un salto di diversi metri che, di fatto, isola il fiume dalle aree di esondazione. Continuità e connettività laterali non sono interrotte solo all'interfaccia tra fiume e golena, ma subiscono ancora brusche interruzioni nella piana golenale dove si trovano argini secondari, opere di bonifica e di viabilità e, soprattutto, attività agricole estensive. Nella golena del Po in provincia di Piacenza, prima del 1975 erano censiti circa 160 ambienti acquatici marginali con superfici comprese tra poche centinaia di metri quadrati e alcune decine di ettari; tra il 1996 ed il 1998 il loro numero era drasticamente diminuito a meno di 40 (VIAROLI e BARTOLI, 2009).

Lo studio delle relazioni tra evapotraspirazione e precipitazioni ad una scala temporale di circa due secoli ha evidenziato come, negli ultimi decenni, i valori di portata in occasione degli eventi di piena risultino più elevati che nel passato (ZANCHETTIN *et al.*, 2008). Tale tendenza sembra dovuta più alla sequenza di interventi di sistemazione e regolazione idraulica del reticolo idrografico che al cambiamento climatico. Negli ultimi anni però si sono verificate magre estreme, soprattutto tra il 2003 e il 2007. Nonostante vi sia una notevole incertezza nelle previsioni sugli effetti del cambiamento climatico alla scala di bacino, si può ritenere che vi sia un rischio di ricorrenti magre fluviali e conseguenti fasi protratte di emergenza idrica (TIBALDI *et al.*, in questo volume). La regione padana è infatti inclusa nelle zone continentali europee che saranno prevedibilmente soggette a più forti variazioni del regime pluviometrico con amplificazione degli estremi idrologici (IPCC, 2007).

Variazioni così ampie delle portate fluviali richiamano i problemi della sicurezza idraulica (BRATH *et al.*, in questo volume). In particolare, eventi estremi come quelli del 2000 richiedono la progettazione non solo di arginature, ma anche di interventi sui piani golenali. In aggiunta, l'analisi del sistema di difesa mette in evi-

denza la necessità di cominciare a valutare interventi di laminazione controllata che sfruttino non solo la fascia B del Piano di Assetto Idrogeologico, entro gli argini golionali, ma anche le aree esondabili situate nella fascia C.

Carichi inquinanti e qualità delle acque fluviali

Gli studi approfonditi sul bacino idrografico padano condotti tra il 1970 e il 1990 hanno evidenziato un impatto significativo delle principali attività antropiche (PROVINI *et al.*, 1992; MARCHETTI, 1993) con effetti rilevanti sull'alto Adriatico (VOLLENWEIDER, 1992). Ne sono conseguiti importanti atti legislativi, come quelli volti alla riduzione dei fosfati nei detersivi (DM 7/86) e al miglioramento dei sistemi di depurazione, che hanno portato ad una certa riduzione del carico del fosforo. Resta invece elevato il contributo del carico diffuso di origine agro-zootecnica, soprattutto di quello dell'azoto (PALMERI *et al.*, 2005; PIRRONE *et al.*, 2005).

Il controllo delle fonti diffuse, che sono dominanti sia per l'azoto che per il fosforo, risulta particolarmente difficile (DE WIT e BENDORICCHIO, 2001). Scenari proiettati al 2020 evidenziano come le misure previste dalle direttive nitrati (91/676/EEC) e depurazione delle acque reflue urbane (91/271/EEC) non siano sufficienti per ottenere una riduzione sostanziale di questi carichi (PALMERI *et al.*, 2005).

L'incidenza della regimazione idraulica e gli effetti delle piene nella formazione dei carichi inquinanti non sono generalmente considerati dai modelli attualmente in uso per il bacino del Po (es. MONERIS, POLFLOW, ELCOM + CAEDYM) e la calibrazione dei modelli è prevalentemente svolta con i valori medi di portata del periodo di riferimento 1961-1990 (DE WIT e BENDORICCHIO, 2001; SPILLMAN *et al.*, 2007), che sono sensibilmente diversi da quelli degli ultimi anni (ZANCHETTIN *et al.*, 2008). Le simulazioni svolte con MONERIS, avendo come riferimento lo scenario di massima sostenibilità di uso del suolo, danno per il 2016 carichi di circa 5000 t yr⁻¹ per il fosforo totale e di circa 172000 t yr⁻¹ per l'azoto totale (PALMERI *et al.*, 2005). In realtà, tali valori sono già stati raggiunti negli ultimi anni, non solo per effetto di politiche ambientali più attente, ma anche a causa del diverso regime delle precipitazioni. Il confronto dei carichi relativi al periodo 1968-1993 (PROVINI *et al.*, 1992; PROVINI e BINELLI, 2006) con quelli rilevati tra il 1999 e il 2007 (NALDI *et al.*, in questo volume) evidenzia una graduale diminuzione del carico del fosforo, con valori minimi di circa 5000 t yr⁻¹ negli anni più siccitosi (2003-2007). In parallelo, fino al 40% del carico totale annuo del fosforo è rilasciato con eventi di piena di breve durata e in non più di 40 giorni (NALDI *et al.*, in questo volume). Dall'analisi della speciazione del fosforo risulta inoltre

che oltre la metà del carico è costituita da forme particellate insolubili e/o non biodisponibili (GIORDANI *et al.*, in questo volume). I carichi dell'azoto nitrico, che è la forma azotata prevalente, permangono particolarmente elevati e sono solo in parte associati alle variazioni del regime idrologico.

L'alterazione del regime idrologico e della morfologia fluviale è responsabile dell'accresciuta instabilità dei processi biogeochimici, in particolare di quelli del ciclo dell'azoto (PINAY *et al.*, 2002). Le modificazioni di tali processi determinano alterazioni della qualità dell'acqua e delle funzioni ecologiche: un esempio è dato dai fenomeni di eutrofizzazione fluviale (DODDS, 2006). Il corso d'acqua non è un semplice trasportatore, ma è un reattore la cui funzionalità dipende dal tempo di ritenzione e di contatto dei nutrienti con acqua, suolo e sedimenti e a sua volta condiziona la ritenzione e la trasformazione delle specie reattive dei nutrienti.

Non sono stati finora sufficientemente indagati gli effetti cumulativi degli impatti del cambiamento del regime idrologico e, soprattutto, non sono note le scale temporali a cui questi impatti si manifestano. Ricerche sperimentali nel tratto sub-lacuale del fiume Mincio mostrano che la riduzione delle portate, la bassa profondità e l'elevato carico di nutrienti favoriscono la proliferazione di macrofite che occupano e modificano il letto fluviale (PINARDI *et al.*, 2009). Nel tratto potamale del fiume Po, durante le magre estive degli ultimi anni, è stato osservato invece lo sviluppo di comunità planctoniche strutturate su alti valori di abbondanza e di ricchezza in specie (FERRARI *et al.*, 2006; ROSSETTI *et al.*, 2009). Le ricerche condotte lungo tutto il corso dell'Adige dimostrano che lo sviluppo del potamoplancton, in particolare della componente algale, è strettamente controllato dall'*hydropeaking* e dalla regimazione idraulica (SALMASO *et al.*, in questo volume).

Complessivamente, la maggior parte dei corpi idrici del bacino nel Po sta attraversando una fase di recupero riguardo alla contaminazione valutata a livello di macrodescrittori: grazie all'entrata in funzione di nuovi impianti di depurazione e, nel caso dei laghi, per effetto della diversione degli scarichi diretti mediante la realizzazione di condotte circumlacuali.

Fino alla fine degli anni '90, il problema dell'inquinamento da composti organici di sintesi e da metalli pesanti ha avuto un minore rilievo (GALASSI e PROVINI, 1993) rispetto ai fenomeni vistosi dell'eutrofizzazione dei laghi, e, soprattutto, delle lagune del delta del Po e della zona marina costiera dell'Emilia-Romagna. Studi recenti hanno però evidenziato la diffusione e la pericolosità dei microinquinanti sia organici che inorganici (CAMUSSO *et al.*, 2002; VIGANÒ *et al.*, 2003; VIGNATI *et al.*, 2003; GALASSI *et al.*, in questo volume). Dai

risultati emerge che lungo tutto il corso del Po i sedimenti presentano inquinamento da pesticidi, tra i quali è ancora presente il DDT, PCB, idrocarburi policiclici aromatici e metalli pesanti; di particolare interesse è anche la diffusione di principi attivi di farmaci di uso comune (CALAMARI *et al.*, 2003). Le concentrazioni di questi composti raggiungono picchi particolarmente elevati a valle dei grandi centri abitati; la situazione peggiore si verifica però a valle del fiume Lambro per l'elevato carico di metalli pesanti e contaminanti organici che provengono da un bacino ad elevata densità industriale (PETTINE *et al.*, 1996; CAMUSSO *et al.*, 1999; FARKAS *et al.*, 2007).

Qualità biologica e specie alloctone

L'aggiornamento dell'informazione su questi comparti tematici è fornito solo per le principali componenti vegetali e animali degli ambienti acquatici del reticolo idrografico padano.

Rispetto ai rilevamenti effettuati fino ai primi anni '90, il numero delle entità floristiche censite è più che raddoppiato. Parallelamente il numero delle specie esotiche segnalate è cresciuto del 50%; di queste circa la metà sono invasive e sono causa di un marcato degrado soprattutto delle aree alveali e perifluviali (BRACCO e SARTORI, 1993; SARTORI e BRACCO, 1995; ASSINI *et al.*, in questo volume). Le formazioni terofitiche dei substrati periodicamente sommersi sono fisionomicamente dominate da esotiche invasive dei generi *Amaranthus*, *Bidens*, *Cyperus*, *Oenothera* e *Persicaria*; le cinture vegetate dei primi terrazzi alluvionali sono diffusamente colonizzate da specie lianose (*Apios americana*, *Humulus japonicus* e *Sicyos angulatus*) e da arbusteti idroigrofilo ad *Amorpha fruticosa*. Nelle posizioni più rilevate sono diffuse boscaglie poco evolute ad *Acer negundo*, *Platanus hispanica*, *Populus ssp.* e *Prunus serotina*.

L'analisi sintassonomica, pur presentando lacune e problemi di segnalazione e nomenclatura, evidenzia un gradiente fitogeografico che porta a suddividere la fascia di funzionalità fluviale del Po e dei principali tributari in un settore settentrionale, caratterizzato dalla presenza di elementi acidofili e a gravitazione subatlantica e da boschi mesofili maturi, e in un settore meridionale con elementi a prevalente gravitazione mediterranea. La vegetazione acquatica, palustre e di greto e le comunità di alloctone sono invece molto più uniformi e banali. Nella rassegna di ASSINI *et al.* (in questo volume), viene in particolare sottolineata la necessità di approfondire lo studio della sinecologia delle specie esotiche e delle specie maggiormente minacciate (ad esempio quelle xerofile). La ricostruzione del quadro floristico e vegetazionale è fondamentale in un'ottica di rinaturazione e riqualificazione delle fasce riparie e degli ambienti perifluviali (PALMER *et al.*, 2005).

La comunità dei macroinvertebrati acquatici è stata analizzata tra il 2000 e il 2007, ai fini dell'applicazione dell'IBE. Lo studio è stato svolto in cinquanta stazioni situate nel Po e nei suoi principali tributari ed ha evidenziato che oltre la metà dei campioni ricade nelle classi II e III e dunque potrebbe non corrispondere allo stato ecologico buono richiesto dalla direttiva 2000/60/CE (ROSSI G.L. *et al.*, in questo volume).

Nel bacino idrografico del Po sono segnalate 83 specie animali alloctone, che corrispondono a più del 75% della fauna alloctona registrata nelle acque interne italiane (GHERARDI *et al.*, in questo volume). Di queste, una quota consistente è costituita da pesci ossei la cui immissione è in gran parte associata alle attività di pesca e acquacoltura (GHERARDI *et al.*, 2009). Complessivamente, per la fauna ittica si contano 38 specie alloctone, delle quali 26 sono state immesse dal 1950 ad oggi (GANDOLFI in questo volume; PUZZI *et al.*, in questo volume). Questa invasione rappresenta uno dei fattori più rilevanti di minaccia per le specie ittiche autoctone (ZERUNIAN, 2002). È da notare che nell'area di transizione tra le acque dolci del tratto terminale del Po e il bacino dell'Alto Adriatico si registra un elevato numero di specie alloctone, molte delle quali in grado di tollerare ampie variazioni di salinità (OCCHIPINTI-AMBROGI, 2000; LANZONI *et al.*, in questo volume).

GRANDI LAGHI INSUBRICI E LAGHI D'ALTA QUOTA

I laghi subalpini profondi costituiscono complessivamente una riserva idrica di circa 120 km³ e rappresentano una risorsa fondamentale per lo sviluppo economico di tutto il bacino idrografico del Po. Dall'ultimo dopoguerra alla fine degli anni '80 tutti questi grandi laghi hanno subito un processo di eutrofizzazione, in alcuni casi aggravato dall'inquinamento da metalli e da microinquinanti organici (MOSELLO *et al.*, in questo volume).

Successivamente, nei laghi Maggiore, di Como e Lugano si è avuto un netto miglioramento della qualità delle acque, dovuto in gran parte alla riduzione del contenuto di fosforo nei detersivi e al miglioramento dell'efficienza del processo depurativo (CALDERONI e MOSELLO, 1996; MOSELLO e GIUSSANI, 1997). Persistono tuttavia condizioni di mesotrofia nel Lago di Garda e di eutrofia nei laghi di Como, Iseo e Lugano.

A fronte della soluzione sia pure parziale dei vecchi problemi legati soprattutto alla contaminazione organica e da fosforo stanno emergendo nuovi problemi dovuti essenzialmente a modificazioni di struttura delle biocenosi e all'incidenza del cambiamento climatico. Negli ultimi anni i laghi di Garda, Iseo e Maggiore sono stati interessati da fioriture superficiali di *Anabaena*, che hanno effetti soprattutto locali e incidono più sulle

attività turistiche e ricreative che non sullo stato trofico delle acque (SALMASO, 2005). Più grave sembra la comparsa con alte densità di altri cianobatteri come *Planktothrix* e *Aphanizomenon* nei laghi di Lugano e Iseo. L'innalzamento delle temperature invernali e la diminuzione della ventosità sembrano determinare una minore tendenza al mescolamento primaverile delle acque, con effetti significativi per l'ossigenazione delle acque profonde, per le caratteristiche chimiche delle acque e la struttura delle comunità biologiche.

Tra i problemi emergenti si segnala anche la contaminazione da microinquinanti organici come il DDT che è stato rinvenuto a livelli critici in alcuni gruppi di organismi nei laghi Maggiore e di Como (VOLTA *et al.*, 2008; GUZZELLA *et al.*, 2008).

I laghi di piccole dimensioni che si trovano ad alta quota lungo l'arco alpino e in misura minore lungo il crinale dell'Appennino Tosco-Emiliano hanno una rilevanza trascurabile in termini quantitativi, ma rivestono un notevole interesse in quanto "sensori" della deposizione di inquinanti atmosferici e dei cambiamenti climatici in atto, che si verificano a diverse scale spaziotemporali (ROSSETTI *et al.*, in questo volume). I laghi dell'arco alpino maggiormente sensibili all'acidificazione hanno mostrato segnali di recupero a partire dagli anni '90 del secolo scorso, con l'attivazione di processi di ricolonizzazione di specie sensibili all'acidificazione delle acque.

I laghi appenninici sono invece soggetti ad un degrado imputabile soprattutto all'uso dei suoli, al dissesto idrogeologico e al regime delle deposizioni umide. Numerosi sono infatti i casi di progressivo interrimento, di marcato aumento dello stato trofico e, in alcuni casi, di riduzione drammatica dei livelli idrometrici.

Parallelamente ad indagini di limnologia regionale che hanno permesso di delineare le principali caratteristiche limnologiche di centinaia di laghi d'alta quota, in alcuni bacini lacustri (laghi Paione, Val Bognanco, e laghi Santo Parmense e Scuro Parmense, Appennino Emiliano), è stato avviato un programma di ricerche ecologiche di lungo termine per valutare le tendenze evolutive di questi ecosistemi indotte da pressioni antropiche dirette e dal cambiamento climatico.

IL PO E L'ALTO ADRIATICO

La gestione dei sistemi fluviali e della fascia marina costiera è stata tradizionalmente concepita ed attuata in modo separato, ad esempio con l'Integrated River Basin Management (IRBM) e con l'Integrated Coastal Zone Management (ICZM). Solo recentemente sono state avviate esperienze di più alto livello di integrazione che tendono ad affrontare i problemi di analisi e gestione sul continuum di relazioni che connettono il continente alla fascia di transizione e al mare.

Gli ecosistemi di transizione e il delta del Po

Lungo la costa adriatica che va da Trieste a Ravenna sono stati censiti, tra lagune e stagni salmastri, 27 ecosistemi acquatici di transizione con superficie superiore a 0,5 km², che occupano complessivamente una superficie di circa 1100 km². Una quindicina di questi specchi d'acqua di ragguardevoli dimensioni, per una superficie totale di circa 300 km², è situata nel delta o nell'area di influenza della foce del Po. Si tratta di ambienti che hanno un valore naturalistico importante, in quanto rientrano nei parchi regionali del delta del Veneto e dell'Emilia-Romagna, ed un pregio economico rilevante prevalentemente associato all'allevamento di molluschi. Gli studi condotti a partire dalla metà degli anni '80 hanno evidenziato il progressivo deterioramento dello stato trofico nella maggior parte di queste acque (GIORDANI *et al.*, 2005; VIAROLI *et al.*, 2006). Negli ultimi anni si è avvertita un'inversione di tendenza, ma lo stato ecologico (secondo la direttiva 2000/60/CE) riceve una valutazione che oscilla tra moderato e scarso (MUNARI *et al.*, in questo volume).

La diminuzione dei carichi di nutrienti e della produttività ha effetti positivi sulla qualità delle acque; ma la produttività di questi ecosistemi è alla base della molluschicoltura, una tipologia di allevamento intensamente praticata nel delta, la cui redditività dipende in primo luogo dagli apporti fluviali sia di materiale particolato organico che di nutrienti che sostengono localmente la crescita fitoplanctonica. Una riduzione eccessiva dei carichi potrebbe dunque avere effetti pesanti sulla molluschicoltura con perdite consistenti di prodotto. Un esempio è dato dagli effetti della siccità del 2003, quando le basse portate del Po da aprile ad agosto hanno causato un evidente miglioramento della qualità delle acque delle lagune deltizie e della fascia costiera, ma anche un netto calo della produzione di molluschi di interesse commerciale.

La gestione e le trasformazioni dei sistemi acquatici continentali hanno effetti rilevanti sugli ecosistemi di transizione (estuari, foci fluviali e lagune costiere). In particolare, l'apporto di nutrienti dal fiume e la conseguente eutrofizzazione da un lato e, dall'altro, la tendenziale diminuzione degli afflussi di acqua dolce fanno emergere un intreccio di problemi inediti, di rilevante interesse scientifico e applicativo, che non sono stati ancora adeguatamente indagati (FLEMER e CHAMP, 2006).

Gli ecosistemi di transizione costituiscono un nodo nevralgico tra i sistemi continentali e marini. Per la loro localizzazione presentano un'alta produttività primaria e ospitano habitat essenziali per il mantenimento della biodiversità autoctona ma anche di quella del mare antistante (KJERFVE, 1994). Numerose specie, anche di interesse commerciale, completano qui il loro ciclo

vitale. L'elevata produttività naturale consente attività di pesca e acquicoltura redditizie, purché siano praticate nel quadro di strategie gestionali compatibili con la conservazione degli elementi locali (habitat e specie) di pregio naturale che sono in grado di sostenere la continuità di funzioni ecologiche essenziali.

Gli ambienti di transizione rappresentano anche un filtro che regola il trasporto dei nutrienti dalle acque continentali a quelle marine. I processi che qui avvengono generano reazioni a cascata sui comparti marini costiero e pelagico; a loro volta, sono regolati dal regime idrologico fluviale, le cui variazioni possono determinare *shift* temporali anche significativi dei valori di produzione delle diverse componenti funzionali (autotrofiche ed eterotrofiche) degli ecosistemi.

La crescente incidenza di eventi estremi può avere profondi impatti non solo sulla disponibilità dei nutrienti, ma anche sulla salinità nella fascia marina di transizione e nell'area più interna del delta del Po. Ne è un chiaro esempio la risalita del cuneo salino che dal 2003 nei rami del delta ha più volte raggiunto i 20-25 km verso monte, in coincidenza di portate del fiume comprese tra 200 e 300 m³ s⁻¹ (ANGONESE, 2006). In queste condizioni il sistema deltizio appare particolarmente vulnerabile. Effetti tangibili di questo fenomeno sono già stati ampiamente riscontrati: basti citare l'impatto sui prelievi idrici per l'irrigazione o sulla qualità delle acque di falda non utilizzabili per il consumo umano o animale.

L'Alto Adriatico

L'idrodinamica, il chimismo delle acque e i processi ecosistemici dell'Alto Adriatico sono in larga misura regolati dalla quantità e dalla frequenza degli apporti di acqua dolce provenienti dal versante nord-occidentale, soprattutto dal Po (ARTEGIANI *et al.*, 1997a,b; BERNARDI AUBRY *et al.*, 2004; FONDA UMANI *et al.*, 2005; DEGOBBIS *et al.*, 2005; GRILLI *et al.*, 2005a,b). I fenomeni macroscopicamente più rilevanti che si sono manifestati negli ultimi 50 anni sia nella fascia costiera che nel mare aperto sono riconducibili alla consistenza e variabilità dei carichi di azoto e fosforo provenienti dal bacino padano-veneto, oltre che alle fluttuazioni climatiche di breve termine che hanno comunque effetti anche sulle portate fluviali, sul relativo carico di nutrienti e sulle condizioni oceanografiche nelle aree antistanti alle foci dei fiumi (DEGOBBIS *et al.*, 2000).

Le cause dell'eutrofizzazione che ha afflitto le acque costiere dell'Emilia Romagna dalla fine degli anni '60 fino alla metà degli anni '80 sono state concordemente attribuite agli elevati carichi di azoto e fosforo veicolati dal Po e, localmente, dai corsi d'acqua minori della Romagna (MARCHETTI *et al.*, 1989; MARCHETTI e VERNA, 1992; PROVINI *et al.*, 1992). Al fenomeno esplosivo

delle maree rosse, espressione tra le più appariscenti di questo processo, riscontrate tra il 1970 e i primi anni '80, è seguita, dal 1989 in poi, la diffusa comparsa di specie di dinoflagellati tossici (FONDA UMANI *et al.*, 2005).

Gli effetti dell'eutrofizzazione sono stati rilevanti anche sui processi a livello di sedimenti e di comunità bentoniche: frequenti episodi di ipossia ed anossia negli strati di fondo si sono verificati negli anni '70 e '80, generalmente durante l'autunno (DEGOBBIS *et al.*, 2000).

A partire dalla fine degli anni '80 sono comparse le mucillagini, un fenomeno che è stato in parte imputato alla diminuzione del carico del fosforo inorganico disciolto (DE WIT e BENDORICCHIO, 2001). L'impatto sia dell'eccesso che della limitazione dei nutrienti è stato ulteriormente amplificato dalle condizioni oceanografiche evolute negli ultimi decenni (DEGOBBIS *et al.*, 2000; 2005), anche in relazione ai cambiamenti climatici. A tale riguardo si segnalano i risultati di ricerche recentemente condotte su analisi di serie di dati meteorologici e oceanografici e su osservazioni relative a modificazioni tendenziali della struttura delle biocenosi in Adriatico che inducono a ritenere che il fenomeno delle mucillagini non possa essere attribuito alle sole variazioni del carico dei nutrienti (BOERO e RINALDI, 2008). Sono stati evidenziati cambiamenti significativi della fisica delle acque e dei flussi delle correnti e, nel contempo, sequenze temporali di eventi, tra cui l'esplosione del plancton gelatinoso conseguente a un netto calo dell'ittiofauna per eccesso di attività di pesca, che stanno determinando una semplificazione crescente e preoccupante dell'ecosistema marino. Si ricorda che, fino agli anni '80 e '90, l'Adriatico era il più pescoso dei mari italiani (BOMBACE, 1992; CADDY *et al.*, 1995).

Di particolare interesse è l'effetto del carico dei nutrienti lungo il continuum terrestre-marino, in quanto nelle acque di transizione influenzate dai fiumi la produzione primaria è tendenzialmente limitata da fosforo, mentre non si ha una proporzionale riduzione dell'azoto (BOESCH, 2002). La crescente eutrofizzazione fluviale e la presenza di sezioni bacinizzate potrebbero avere effetti anche sulla ritenzione della silice reattiva con ricadute rilevanti sulla struttura delle reti alimentari marine (HUMBORG *et al.*, 1998; TURNER, 1998; KRISTIANSEN e HOELL, 2002).

Le relazioni tra il Po e l'ecosistema marino di pertinenza dovranno pertanto essere riconsiderate nell'ambito di piani di gestione il cui contesto spaziale non può essere limitato alla sola componente continentale. In tal senso si propone di assumere come riferimento l'Integrated Coastal Area and River Basin Management (ICARM) promosso nell'ambito di ENCORA, la piatta-

forma europea per lo sviluppo delle scienze e delle politiche relative alle aree costiere (<http://www.encora.eu>).

LA GESTIONE DEL SISTEMA FLUVIALE E LE DIRETTIVE

Po fiume d'Europa

Il capitolo conclusivo degli Atti del simposio di Milano (MARCHETTI, 1993) era dedicato alla discussione di cinque scenari alternativi di gestione del fiume e delle sue fasce riparie, corrispondenti ad ecosistemi definiti sulla base di un gradiente di condizioni comprese tra la completa artificialità e la rinaturazione spinta del sistema fluvio-golenale.

Questa impostazione è stata successivamente ripresa dal progetto quinquennale denominato "Po fiume d'Europa", che si poneva l'obiettivo di recuperare il ruolo del fiume come agente fondamentale della strutturazione ed evoluzione del mosaico ambientale della pianura padana. Il progetto era centrato sull'asse dei temi del rapporto fiume/territorio, articolati con riferimento agli obiettivi dello sviluppo di una rete ecologica a livello europeo, della sperimentazione di modelli di sviluppo territoriale sostenibile e dell'attivazione di azioni concertate a livello locale. Nonostante alcuni contenuti di carattere innovativo sul piano metodologico e culturale, il progetto ha avuto un'incidenza marginale nella gestione del sistema fluviale.

Progetto Strategico Speciale "Valle del Fiume Po"

Le azioni di coordinamento finalizzate alla tutela e valorizzazione del territorio e alla sicurezza idraulica hanno trovato consistenza istituzionale con la sottoscrizione di un protocollo di intesa tra l'Autorità di bacino del fiume Po e le tredici province rivierasche riunite nella Consulta delle Province del Po.

In occasione del quarto congresso nazionale del Po (Piacenza, novembre 2007) è stato lanciato il Progetto Strategico Speciale "Valle del Fiume Po" finalizzato alla messa a sistema delle diverse politiche e misure in materia di gestione degli ambiti fluviali; dal progetto è uscita l'indicazione di quattro linee di azione prioritarie da sviluppare sui seguenti campi tematici:

1. riassetto idraulico, aumento della capacità di laminazione nelle fasce fluviali e ricostruzione morfologica dell'alveo di piena;
2. conservazione dell'integrità ecologica della fascia fluviale e della risorsa idrica del Po;
3. sistema della fruizione e dell'offerta culturale e turistica;
4. sistema della *governance* e delle reti immateriali per la conoscenza, formazione e partecipazione.

Nel protocollo è definito in dettaglio un programma

di azioni relative a: uso dei suoli e delle risorse idriche agrarie, forestali ed estrattive; manutenzione e gestione dei sedimenti; sicurezza idraulica; rinaturalizzazione delle fasce fluviali; promozione dell'agricoltura eco-compatibile; valorizzazione del patrimonio architettonico rurale; qualità delle acque; promozione dell'immagine del Po; navigabilità e turismo fluviale.

Alcune di queste azioni partono da una base matura di conoscenze, acquisite anche attraverso ricerche promosse negli ultimi anni dall'Autorità di bacino del fiume Po in collaborazione con agenzie ed enti di ricerca; tra queste spiccano il piano di gestione dei sedimenti e il programma per l'assetto ecologico del Po.

Applicazione della direttiva Acque

Il recepimento della direttiva 2000/60/CE impone agli stati membri dell'Unione Europea il raggiungimento di obiettivi di qualità ecologica che per il fiume Po sembrano irrealizzabili, almeno nel breve e medio termine. Intanto, devono ancora essere risolti problemi di metodologia della classificazione dei corpi idrici in relazione agli obiettivi prefissati di miglioramento della loro qualità (BOLPAGNI *et al.*, in questo volume). Persistono inoltre incertezze sull'affidabilità di indici e indicatori su cui basare progettazione ed esecuzione dei piani di monitoraggio. Per questo è da considerare con interesse l'impegno di una seria sperimentazione, in particolare per la messa a punto di indicatori di qualità biologica previsti dalla direttiva (ROSSI G.L., in questo volume; MINCIARDI *et al.*, in questo volume) e di indicatori funzionali come l'IFF - Indice di Funzionalità Fluviale (DALLAFIOR *et al.*, in questo volume).

Programma generale di gestione dei sedimenti

Il "Programma generale di gestione dei sedimenti" costituisce uno dei capisaldi della programmazione e gestione degli interventi di manutenzione e sistemazione degli alvei che comportano movimentazione ed asportazione di materiale litoide. È inoltre uno strumento che disciplina le attività di monitoraggio morfologico e del trasporto solido degli alvei. Il "piano sedimenti" ha come obiettivo il recupero di condizioni di equilibrio dinamico all'interno di una fascia di mobilità compatibile con gli standard di sicurezza e di qualità ambientale previsti dalla vigente pianificazione di bacino e dalle Direttive europee 2000/60/CE e 2007/60/CE (COLOMBO e FILIPPI, in questo volume).

Al momento, sono stati elaborati criteri per due linee di intervento. È stata anzitutto individuata la porzione di regione fluviale (fascia di mobilità di progetto) entro la quale garantire la mobilità dell'attuale alveo inciso attraverso processi morfologici naturali.

In parallelo, sono state individuate le zone di tutela delle forme relitte che hanno un pregio ambientale in

quanto sedi di habitat acquatici e ripariali (fascia di tutela morfologica e ambientale).

Assetto ecologico

L'analisi delle pressioni e dello stato del sistema idrografico padano, del Po in particolare, mettono in evidenza condizioni di forte degrado di struttura e funzionamento dell'ecosistema fluviale; ciò è dovuto soprattutto all'interruzione della continuità fluviale longitudinale e della connettività laterale (BOLPAGNI *et al.*, in questo volume). Per il ripristino dell'assetto ecologico del fiume sono state individuate azioni volte alla progressiva rimozione degli elementi artificiali con gli obiettivi di minimizzare le interruzioni della continuità longitudinale e di riattivare la connettività laterale. Tra le azioni individuate si citano: l'adeguamento delle opere di presa in alveo in ottica eco-idrologica; la realizzazione di rampe per la risalita dell'ittiofauna; interventi finalizzati al miglioramento della configurazione morfologica; il recupero di elementi di naturalità nei contesti golenali; il recupero funzionale e il ripristino ambientale delle aree di cava; la riattivazione delle forme fluviali relitte; la ricostruzione di micro-habitat acquatici retro-ripariali; la ricostruzione della continuità delle fasce laterali boscate; la riduzione della vulnerabilità dell'ecosistema fluviale ai carichi diffusi mediante l'uso di ecosistemi-filtro e il recupero funzionale del reticolo idrografico artificiale.

Il recupero della naturalità degli ambiti golenali e la valorizzazione delle biocenosi naturali potranno contribuire alla stabilizzazione dei siti della rete Natura 2000 che ricadono prevalentemente nelle fasce PAI A e B del Po. In particolare, vincoli e piani di gestione delle singole regioni dovranno essere armonizzati nel contesto di una più coerente rete ecologica fluviale.

Ripristino ecologico delle golene fluviali e riqualificazione delle aree di cava

Negli ultimi anni sono emersi problemi inediti di gestione in relazione ai corpi d'acqua che nelle golene del tratto medio del Po sono andati formandosi su cave in acqua non ritombate. Si tratta per lo più di laghi di dimensioni considerevoli che sono periodicamente sommersi dalle piene del fiume. Il problema ha dimensioni rilevanti nelle province di Piacenza, Parma e Reggio Emilia dove questi specchi d'acqua hanno raggiunto una superficie complessiva di circa 500 ha. In questo contesto, la Regione Emilia-Romagna ha definito le linee guida ufficiali da utilizzare per il recupero delle cave in ambito fluviale nel tratto di pianura del Po. In parallelo, è stato avviato un progetto pilota nel quale le linee guida sono applicate alla riqualificazione ambientale di un sito di cava situato nel comune di Roccabianca (Parma). L'elaborazione delle linee guida si è basata

sui risultati di ricerche svolte in laghi di cava e ambienti di zone umide perifluviali naturali, situati nello stesso ambito fluviale. Ciò ha permesso di delineare alcune significative connessioni funzionali tra processi ecosistemici e i principali parametri morfometrici ed idrologici dei corpi d'acqua indagati (VIAROLI *et al.*, 2001; TAVERNINI *et al.*, 2009).

Il ripristino degli ambienti degradati delle golene fluviali pone però nuovi problemi che nascono dalla carenza di conoscenze su struttura e processi negli ecosistemi acquatici perifluviali e, dunque, dalla mancanza di indicatori collaudati per il monitoraggio.

PROSPETTIVE E SFIDE PER LA RICERCA E LA GESTIONE DEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI

Tra i tanti temi di ricerca che in prospettiva risultano importanti ai fini di progetti di riqualificazione ambientale ricordiamo anzitutto lo studio, ad una scala spaziotemporale adeguata, delle componenti strutturali e delle dinamiche degli ecosistemi fluviali con l'obiettivo di individuare le funzioni ed i servizi ad esse associati (NARDINI e SANSONI, 2006). Si tratta di un tema ricorrente, spesso trattato in modo acritico sublimando in costruzioni paradigmatiche idee robuste capaci di generare semplici ipotesi di lavoro.

Nel bacino padano, uno dei problemi emergenti riguarda la contaminazione diffusa da azoto che nelle aree maggiormente vulnerabili ha raggiunto livelli insostenibili. Su questo tema sono in corso ricerche sui processi chiave del ciclo dell'azoto con l'obiettivo di analizzare e comprendere il funzionamento degli ecosistemi acquatici e delle aree di transizione ai margini dei fiumi principali.

Una prima criticità è stata identificata nei canali di bonifica e nel reticolo idrografico minore che nella pianura ha uno sviluppo di alcune decine di migliaia di chilometri. Le indagini sono state svolte in sistemi campione, nei quali sono stati studiati i processi (nitrificazione, denitrificazione, ecc.) che avvengono in acque, sedimenti e fasce litoranee (LONGHI *et al.* - a, in questo volume).

È stata studiata la connettività laterale tra fiume e lanche e stagni, identificando i fattori morfologici, idrologici e biogeochimici che sono critici nella regolazione del ciclo dell'azoto. In particolare è stato evidenziato che la denitrificazione è massima negli ambienti laterali che sono collegati al fiume, mentre è del tutto assente in quelli isolati (RACCHETTI *et al.*, 2010; RACCHETTI *et al.*, in questo volume).

La centralità della regolazione del ciclo dell'azoto da parte di alcuni fattori morfologici è stata riscontrata anche nei laghi di cava (NIZZOLI *et al.*, 2010; NIZZOLI *et al.*, in questo volume). Qui i processi di denitrificazione e di uptake da parte della vegetazione sono massimi nella

zona litorale e meno efficienti nei sedimenti profondi.

La complessità delle relazioni tra componenti biotiche e forme fluviali è stata evidenziata da numerosi studi sperimentali svolti sia nei laghi di cava che in fiumi fortemente modificati come i tratti sub-lacuali del Mincio e dell'Oglio. La derivazione di acqua accoppiata alla bacinizzazione causa trasformazioni idrologiche profonde che hanno effetti su struttura e composizione delle comunità vegetali. A loro volta, le diverse comunità vegetali determinano variazioni significative dei processi che regolano ritenzione e rilascio degli inquinanti disciolti e dei gas clima-alteranti (LONGHI *et al.*- b; PINARDI *et al.*; RIBAUDO *et al.*, in questo volume)

Le componenti biologiche dell'ecosistema fluviale dipendono dal regime idrologico che a sua volta è controllato dalle condizioni climatiche e dagli interventi antropici. I cambiamenti climatici globali e le varie forme di impatto delle attività umane, ad esempio la bacinizzazione fluviale, potranno determinare profonde modificazioni del ciclo idrologico che, a loro volta, si ripercuoteranno sul biota. A questo riguardo si pone con forza il problema dell'ideazione di metodi adeguati per il calcolo e per il mantenimento del deflusso minimo vitale, che assumano come vincoli gli obiettivi della tutela e dell'uso sostenibile delle risorse idriche.

Le soluzioni che nell'immediato sembrano avere ragionevoli margini di fattibilità ed una buona efficacia dovrebbero essere verificate ricorrendo a modelli non lineari per l'analisi della relazione intervento-risposta dell'ecosistema. Si vuole ribadire l'esigenza essenziale di attuare interventi sull'ambiente secondo un approccio adattativo improntato al principio di precauzione (HOLLING, 1998).

I temi della gestione degli ecosistemi fluviali vanno infine inquadrati negli scenari del cambiamento climatico che è sempre più caratterizzato da processi e fenomeni che richiedono solide basi conoscitive in nuovi settori sia della ricerca che della pianificazione. È già stato richiamato l'intreccio di interazioni e retroazioni tra cambiamento climatico, dissesto idrogeologico, urbanizzazione, erosione dei suoli agricoli e perdita di biodiversità; e si è già detto come da questo intreccio, in assenza di regole condivise per il buon governo del territorio, discendano situazioni di pesante degrado dei nostri ambienti fluviali, che confliggono con l'applicazione della direttiva Acque. Per affrontare responsabilmente questi problemi è indispensabile ricorrere a nuovi modelli di gestione, rispondenti all'obiettivo di una pianificazione delle attività antropiche non conflittuale con la sostenibilità dei processi ecologici e la salvaguardia della naturalità dei sistemi fluviali. In tale prospettiva, assumono rilievo prioritario gli studi su struttura e funzionamento degli ambienti acquatici marginali nella fascia perifluviale e sulle relazioni tra idrodinamismo e succes-

sioni vegetazionali, così come sulle dinamiche e funzioni dell'ambiente iporreico (BARTOLI e VIAROLI, 2006). L'approccio idrogeomorfologico proposto da BRINSON e CHRISTIAN (in questo volume) si colloca in questo contesto e propone anzitutto una classificazione per tipologie funzionali e una metrica che consente di valutare lo stato ecologico in uno spettro di condizioni che variano da relativamente naturali a fortemente alterate.

Una delle componenti biologiche fondamentali e maggiormente soggette a disturbo nell'ecosistema fluviale è costituita dalle comunità vegetali riparie e della gola. Queste comunità rispondono prontamente alle variazioni del regime idrologico che ne determinano l'evoluzione e i processi ecologici associati. Il sistema ripario è una zona di transizione tra i domini terrestre ed acquatico, nella quale si ha un numero di specie vegetali che di norma supera quello degli ambienti confinanti. Per questa ragione, e in dipendenza della topografia, i corridoi ripari diventano non solo un'opportunità per la conservazione naturalistica, ma anche un sistema attraverso il quale sono trasformati e tratti composti organici, nutrienti ed inquinanti. Prevale attualmente una tendenza all'impoverimento ed alla frammentazione del sistema golenale: rimangono ormai solo isole naturali relitte che, se non verranno messe in rete, rischiano di estinguersi. Questa tendenza deve essere invertita: la naturalità diffusa delle gole e degli ambiti perifluviali potrebbe, oltretutto, diventare un fattore di valorizzazione turistica del sistema fluviale ed essere ulteriormente potenziata con un'adeguata gestione ambientale delle attività produttive, ad esempio di quelle collegate all'estrazione di inerti. È in questo contesto che si colloca anche il tema della salvaguardia della biodiversità.

A conclusione, è inevitabile riproporre un tema che è centrale sia nella ricerca che nella pianificazione, vale a dire la scala a cui si deve operare. Prioritario resta il riferimento alla scala di bacino idrografico: a questa scala devono poter essere valutati gli effetti delle attività antropiche e di interventi, anche di carattere locale, sui corsi d'acqua che fanno parte del reticolo idrografico complessivo. Avendo in mente che le più rilevanti criticità gestionali riguardano l'alterazione della connettività longitudinale e laterale dei fiumi con conseguente perdita delle componenti biologiche e delle funzioni biogeochimiche "buffer" ad esse associate, le variazioni sensibili del trasporto solido, la modificazione del cammino ambientale di nutrienti e inquinanti persistenti, l'eutrofizzazione dei corpi idrici. Non va infine dimenticato che un piano complesso come quello della gestione del distretto di un grande fiume come il Po non può esimersi dal considerare con attenzione le ricadute terminali sul mare in cui sfocia.

BIBLIOGRAFIA

- ADBPo, 2006. *Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche*. Autorità di bacino del fiume Po, Parma: 643 pp.
- ANGONESE G.A., 2006. *Gestione Sacca di Goro e monitoraggio delle acque lagunari e marine*. Provincia di Ferrara, Servizio Risorse idriche e tutela ambientale, UOPC Acque costiere ed economia ittica. <http://www.dittyproject.org/Article/Angonese.pdf>
- ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A., 1997a. The Adriatic Sea General Circulation. Part I: Air-sea interactions and water mass structure. *Journal of Physical Oceanography* **27**: 1492-1514.
- ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A., 1997b. The Adriatic Sea General Circulation. Part II: Baroclinic circulation structure. *Journal of Physical Oceanography*, **27**: 1515-1532.
- BARTOLI M., VIAROLI P., 2006. Zone umide perifluviali: processi biogeochimici, funzioni ecologiche, problemi di gestione e conservazione. *Biologia Ambientale*, **20**: 43-54.
- BERNARDY AUBRY F., BERTON A., BASTIANINI M., SOCIAL G., ACRI F., 2004. Phytoplankton succession in a coastal area of NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990-1999). *Continental Shelf Research*, **24**: 97-115.
- BOERO F., RINALDI A., 2008. La biodiversità e i macrodescrittori della storia dell'Adriatico. *Biologia Marina Mediterranea*, **15**: 450-456.
- BOESCH D.F., 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, **25**: 886-900.
- BOMBACE G., 1992. Fisheries of the Adriatic. In: G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli e R. Rossi. (Eds.) *Marine eutrophication and population dynamics*, Proc. 25th EMBS. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark: 379-389.
- BRACCO F., SARTORI F., 1993. Vegetazione perifluviale: conservazione degli habitat e dei loro meccanismi genetici, l'esempio del Po in Lombardia. In: Marchetti R., *Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano*. *Acqua & Aria*, **6-7**: 761-765.
- CADDY J.F., REFK R., DO-CHI T., 1995. Productivity estimates for the Mediterranean: evidence of accelerating ecological changes. *Ocean & Coastal Management* **26**: 1-18.
- CALAMARI, D., ZUCCATO, E., CASTIGLIONI, S., BAGNATI, R., FANELLI, R., 2003. Strategic survey of therapeutic drugs in the rivers Po and Lambro in Northern Italy. *Environmental Science & Technology*, **37**: 1241-1248.
- CALDERONI A., MOSELLO R., 1996. L'eutrofizzazione del Lago Maggiore e il suo risanamento. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia*, **56**: 5-20.
- CAMUSSO M., BALESTRINI R., MARTINOTTI W., ARPINI M., 1999. Spatial variations of trace metal and stable isotope content in autochthonous organisms and sediments in the Po river (Italy). *Aquatic Ecosystem Health Management*, **2**: 39-53.
- CAMUSSO M., GALASSI S., VIGNATI D., 2002. Assessment of river Po sediment quality by micropollutant analysis. *Water Research*, **36**: 2491-2504.
- CINNIRELLA S., BUTTAFUOCO G., PIRRONE N., 2005. Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment (Italy). *Environmental Pollution*, **133**: 569-580.
- DALL'OLIO N., CAVALLO M.C., 2009. *Dinamiche di consumo di suolo agricolo nella pianura parmense 1881-2006*. Servizio agricoltura e sviluppo economico, Provincia di Parma, 96 pp.
- DE WIT M., BENDORICCHIO G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment*, **273**: 147-161.
- DEGOBBIS D., PRECALI R., FERRARI C.R., DIAKOVAC T., RINALDI A., IVANCIC I., GISMONDI M., SMOGLAKA N., 2005. Changes in nutrient concentrations and ratios during mucilage events in the period 1999-2002. *Science of the Total Environment*, **353**: 103-114.
- DEGOBBIS D., PRECALI R., IVANCIC I., SMOGLAKA N., FUKS D., KVEDER S., 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution*, **13**: 495-533.
- DODDS W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, **51**: 671-680.
- FARKAS C., ERRATICO, VIGANÒ L., 2007. Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. *Chemosphere*, **68**: 761-768.
- FERRARI I., VIGLIOLI S., VIAROLI P., ROSSETTI G., 2006. The impact of summer 2003 drought event on the zooplankton of the Po river (Italy). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **29**: 2143-2149.
- FLEMER D.A., CHAMP M.A., 2006. What is the future of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion and low flows? *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 247-258.
- FONDA UMANI S., MILANI L., BORNE D., DE OLAZABAL A., PARLATO S., PRECALI R., KRAUS R., LUCIC D., NJIRE J., TOTTI C., ROMAGNOLI T., POMPEI M., CANGINI M., 2005. Inter-annual variations of planktonic food webs in the northern Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, **353**: 218-231.
- GALASSI S., PROVINI A., 1993. Metalli pesanti e microinquinanti organici nei sedimenti e negli organismi del Po. In: Marchetti R., *Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano*. *Acqua & Aria*, **6-7**: 619-626
- GHERARDI F., GOLLASCH S., MINCHIN D., OLENIN S., PANOV V.E., 2009. Alien invertebrates and fish in European inland waters. In: *DAISIE the Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 81-92.
- GIORDANI G., VIAROLI P., SWANEY D.P., MURRAY C.N., ZALDIVAR J.M., MARSHALL CROSSLAND J.I., 2005. *Nutrient fluxes in transitional zones of the Italian coast*. LOICZ Reports & Studies No. 28., LOICZ, Texel, the Netherlands, 158 pp.
- GIULIANO G., 1995. Ground water in the Po basin: some problems relating to its use and protection. *Science of the Total Environment* **171**: 17-27.
- GOVI M., TURITTO O., 1993. Processi di dinamica fluviale lungo

- l'asta del Po. *Acqua & Aria*, **6-7**: 575-588.
- GRILLI F., PASCHINI E., PRECALI R., RUSSO A., SUPIC N., 2005a. Circulation and horizontal fluxes in the northern Adriatic Sea in the period June 1999-July 2002. Part I: geostrophic circulation and current measurements. *Science of the Total Environment*, **353**: 57-67.
- GRILLI F., MARINI M., DEGOBBIS D., FERRARI C.R., FORNASIERO P., RUSSO A., GISMONDI M., DJAKOVAC T., PRECALI R., SIMONETTI R., 2005b. Circulation and horizontal fluxes in the northern Adriatic Sea in the period June 1999-July 2002. Part II: nutrient transport. *Science of the Total Environment*, **353**: 115-125.
- GUZZELLA L., ROSCIOLI C., BINELLI A., 2008. Contamination By Polybrominated Diphenyl Ethers Of Sediments From The Lake Maggiore Basin (Italy And Switzerland). *Chemosphere*, **73**: 1684-1691.
- HOLLING C. S. 1998. Two cultures of ecology. *Conservation Ecology*, **2**: 4. [online]: <http://www.consecol.org/Journal/vol2/iss2/art4>.
- HUMBORG C., ITTEKOT V., COCIASU A., VON BODUNGEN B., 1998. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**: 385-388.
- IPPC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007. *Fourth Assessment Report – Climate Change 2007. The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge and New York: 996 pp.
- KJERFVE B. (Ed.), 1994: *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series 60. Elsevier, Amsterdam.
- KRISTIANSEN, S., E.E. HOELL, 2002. The importance of silicon for marine production. *Hydrobiologia*, **484**: 21–31.
- MARCHETTI R., 1993. Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, **6-7**.
- MARCHETTI R., VERNA N., 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. *Science of the Total Environment; Suppl.*: 315-336.
- MARCHETTI R., PROVINI A., CROSA G., 1989. Nutrient loads carried by the river Po into the Adriatic Sea, 1968-1987. *Marine Pollution Bulletin*, **20**: 168-172.
- MOSELLO R., GIUSSANI G., (eds.), 1997: Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini. *Documenta Istituto italiano Idrobiologia* **61**: 1-228.
- NARDINI A., SANSONI G., 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia*. Collezione CIRF, Mazzanti Editori, Venezia. 838 pp.
- NIZZOLI D., CARRARO E., LONGHI D., VIAROLI P., 2010. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research*, **44**: 2715-2724.
- OCCHIPINTI-AMBROGI A., 2000. Biotic invasions in the Lagoon of Venice: ecological considerations. *Biological Invasions*, **2**: 165-176.
- PALMER R.A., BERNHARDT E.S., ALLAN J.D., LAKE P.S., ALEXANDER G., BOROOKS S., CARR J., CLAYTON S., DAHM C.N., et al., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, **42**: 208-217.
- PALMERI L., BENDORICCHIO G., ARTIOLI Y., 2005. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecological Modelling*, **184**: 37-53.
- PETTINE, M., BIANCHI, M., MARTINOTTI, W., MUNTAU, H., RENOLDI, M., TARTARI, G., 1996. Contribution of the Lambro river to the total pollutant transport in the Po watershed (Italy). *Science of the Total Environment*, **192**: 275–297.
- PINARDI M., BARTOLI M., LONGHI D., MARZOCCHI U., LAINI A., RIBAUDO C., VIAROLI P., 2009. Benthic metabolism and denitrification in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments. *Journal of Limnology*, **68**: 133-145.
- PINAY G., CLEMÉNT J.C., NAIMAN R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30**: 481-491.
- PIRRONE N., TROMBINO G., CINNIRELLA S., ALGIERI A., BENDORICCHIO G., PALMERI L., 2005. The Driver-Pressure-State-Impact-response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone System. *Regional Environmental Change*, **5**: 111-137.
- PROVINI A., BINELLI A., 2006. Environmental quality of the Po River delta. In: Wangersky P.J. (ed.) *The handbook of environmental chemistry Volume 5, Part H Estuaries*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 175-195.
- PROVINI A., CROSA G., MARCHETTI R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basins over the last 20 years. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R., (eds). *Marine Coastal Eutrophication. Science of the Total Environment; Suppl.*: 291-314.
- RACCHETTI E., BARTOLI M., SOANA E., LONGHI D., CHRISTIAN R.R., PINARDI M., VIAROLI P., 2010. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, DOI: 10.1007/s10533-010-9477-7, in press.
- ROSSETTI G., VIAROLI P., FERRARI I., 2009. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications*, **25**: 814-835
- SALMASO N., 2005. *Fioriture di cianobatteri nei laghi profondi dell'Italia settentrionale*. Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTISAN 05/29: 30-48.
- SARTORI F., BRACCO F., 1995. *Flora e vegetazione del Po*. Acc. Sc. Torino – Quaderni, 1: 139-191.
- SPILLMAN C.M., IMBERGER J., HAMILTON D.P., HIPSEY M.R., ROMERO J.R., 2007. Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems*, **68**: 167-200.
- TAVERNINI S., NIZZOLI D., ROSSETTI G., VIAROLI P., 2009. Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *Journal of Limnology*, **68**: 217-228.
- TIRA M., MAZZATA S., 2009. *Franciacorta sostenibile*. I Quaderni della Fondazione Cogeme, onlus, 273 pp.

- TURNER R.E., N. QURESHI, N.N. RABALAIS, 1998. Fluctuating silicate:nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **95**: 13048-13051.
- VIAROLI P., BARTOLI M., 2009. Ricerca Ecologica e riqualificazione fluviale. *Riqualificazione fluviale*, **2**: 15-22
- VIAROLI P., FERRARI I., ROSSETTI G., 2001. Long-term limnological research in a quarry lake of the Po River, Italy. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, **28**: 576-581.
- VIAROLI P., GIORDANI G., BARTOLI M., NALDI M., AZZONI R., NIZZOLI D., FERRARI I., ZALDÍVAR COMENEGES J.M., BENCIVELLI S., CASTALDELLI G., FANO E.A., 2006. The Sacca di Goro lagoon and an arm of the Po River. In P.J. Wangersky (ed), *The Handbook of Environmental Chemistry, Estuaries, Volume 5/H*: 197-232 .
- VIGANÒ L., A. ARILLO, A. BUFFAGNI, M. CAMUSSO, R. CIANNARELLA, G. CROSA, C. FALUGI, S. GALASSI, L. GUZZELLA, A. LOPEZ, M. MINGAZZINI, R. PAGNOTTA, L. PATROLECCO, G. TARTARI, S. VALSECCHI, 2003. Quality assessment of bed sediments of the River Po (Italy). *Water Research*, **37**: 501-518.
- VIGNATI D., M. PARDOS, J. DISERENS, G. UGAZIO, R. THOMAS, J. DOMINIK, 2003. Characterization of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions. *Water Research*, **37**: 2847-2864.
- VOLLENWEIDER R.A., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and controls. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R., (eds). *Marine Coastal Eutrophication. Science of the Total Environment*; Suppl.: 1-20.
- VOLTA P., TREMOLADA P., NERI M.C., GIUSSANI G., GALASSI S., 2008. Age-Dependent Bioaccumulation of Organochlorine Compounds in Fish and their Selective Biotransformation in Top Predators from Lake Maggiore (Italy). *Water, Air and Soil Pollution*, **197**: 193-209.
- ZANCHETTIN D., TRAVERSO P., TOMASINO M., 2008. Po river discharge: a preliminary analysis of a 200 year time series. *Climatic Change*, **89**: 411-433.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, 200 pp.

